干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

半干旱区生态风险时空演变及其影响因素的地理探测
——以宁夏盐池县为例

程 静[1]， 王 鹏[2]， 陈红翔[1]， 韩永贵[1]
（1. 宁夏师范学院政治与历史学院，宁夏 固原 756000；2. 宁夏大学地理科学与规划学院，宁夏 银川 750021）

摘 要：深入探究半干旱区景观格局变化规律，明确其生态风险时空演变特征与影响因素，对优化半干旱区景观格局、防范和治理生态风险、促进区域可持续高质量发展具有重要意义。以宁夏回族自治区盐池县为例，基于2000—2020年土地利用数据，通过景观格局指数构建生态风险模型，结合地统计分析和地理探测器模型，对其景观格局变化及生态风险时空演变与影响因素进行综合研究。结果表明：（1）2000—2020年盐池县耕地和未利用地面积下降，其余地类均呈增加趋势，其中建设用地扩张速度最快，年均增长率为6.90%。（2）2000—2020年盐池县景观斑块数、斑块密度、景观形状指数和香浓多样性指数上升，最大斑块指数和蔓延度指数下降，表明景观格局呈破碎化、复杂化和分散化的发展态势。（3）2000—2020年盐池县生态风险指数由0.1465下降至0.1312，其中高、较高和中等风险区面积占比分别下降5.25%、24.21%和5.44%，而低和较低风险区面积占比分别增加14.11%和20.79%，空间上呈现出北高南低的分布格局。（4）随着社会需求的日益增长和人类活动的加剧，自然因素对生态风险空间分异格局的影响逐渐弱化，而社会经济因素作用不断增强。

关 键 词：景观格局；生态风险；时空演变；地理探测器；半干旱区
文章编号：

土地利用作为人类开发和利用自然生态环境最直接的外在表现形式之一[1]，其变化可改变生态系统结构及生态过程，影响生态功能，从而危及和损害生态系统的健康与安全[2]，已成为当前可持续发展和全球气候变化研究的重要内容。自地球进入“人类世”新纪元以来，人类活动愈演愈烈，不断改变和重塑着地表生态过程，而全球生态过程的变迁重构了地表景观形态，形成了景观地域分异格局[3]。在全球景观格局和生态功能的双重变化下，生态环境出现多向演变，生态系统受到前所未有的威胁和破坏，可持续发展面临严峻挑战[3-4]。特别是对生态风险的评估与防范[3]，已成为当前生态学、地理学以及相关学科应对复杂社会生态系统变化，实现区域协调可持续发展的重要研究方向[4-5]。

生态风险是指生态系统受到外界压力导致自身结构和过程发生改变，从而影响和弱化生态系统功能的可能性[6-7]。生态风险评价是对生态系统遭受自然灾害和人类活动影响，造成不良后果可能性和危害程度的综合评判，也是一种重要的生态环境管理方式，可为区域生态保护与治理提供科学依据[8-9]。目前，生态风险评价主要有2种研究范式：源-汇理论与景观格局，两者的核心思想均为概率与损失的综合反映[3,10]。其中，基于源-汇理论的生态风险评价主要是以压力-状态-响应（PSR）、相对风险模型（RRM）、和暴露-响应以及生态适用性循环等模型与框架为载体对不同空间尺度的风险源、风险受体、危害特征以及暴露-效益等要素进行综合度量和识别[11-14]，但仅适用于具有明显生态胁迫因子的地区，且研究多为特定时间的截面分析，缺乏对生态风险时空演化特征的表达与探析[15]。而基于景

收稿日期：2022-01-25； **修订日期**：2022-03-29
基金项目：宁夏师范学院校级科学基金（重点B类）（NXSFZDB2113）；宁夏自然科学基金（2022AAC03324）资助
作者简介：程静（1995-），女，硕士，助教，主要从事生态经济与生态评估方面的研究. E-mail: 958830559@qq.com
通讯作者：陈红翔（1979-），男，博士，副教授，主要从事区域经济发展方面的研究. E-mail: 670577976@qq.com

观格局的生态风险评价则着眼于生态系统的结构组成和格局变化与生态风险间的内在关联性特征[16]，从格局与过程的耦合关联视角进行生态风险评价，不仅揭示了区域生态风险时空演变特征及其空间分异格局，而且对特定空间格局下的生态功能、过程的风险程度进行定量描述和空间表达[7,10,17]，有助于把握人类活动干扰下生态系统结构和功能的时空动态变化特征及其生态效应[7,18]。目前，基于格局与过程耦合关联视角的生态风险评价已取得一定的研究成果，并在理论架构和研究方法上形成了具有国际引领意义的结构框架[10]，其日臻完善的理论体系与评价方法为生态风险及相关研究提供了强有力的理论依据和技术支撑。

半干旱区作为对全球变化和人类活动响应最敏感的区域之一，生态环境极为脆弱，景观格局易受外界干扰，从而引发生态风险[19]。开展半干旱区景观格局变化分析，评估其生态风险水平，明确其时空演变规律，识别其影响因素，有利于区域生态保护、景观格局优化、生态风险防控和生态政策完善。盐池县位于半干旱区核心地段，是气候、地形、土壤、植被、资源利用多重耦合地区，与其他地区相比，盐池县对外界变化和人类扰动的反应更加迅速且具有放大作用[20]。因此，以盐池县为例，基于土地利用数据，采用景观格局指数构建生态风险模型，结合地统计分析和地理探测器模型，探讨半干旱区景观格局变化特征及其生态风险时空演变规律与影响因素，以期为半干旱区土地资源配置、景观格局优化以及区域协调可持续发展提供科学参考。

1 研究区概况

盐池县位于宁夏回族自治区东部(图1)，隶属吴忠市，地理位置介于106°31′~107°46′E，37°10′~38°12′N之间，是我国典型的农牧交错区和半干旱区。盐池县北连毛乌素沙地，南依黄土高原，处于陕西省、甘肃省、宁夏回族自治区和内蒙古自治区的交汇区，是我国典型的生态脆弱区，也是我国西部重要的生态屏障和生态功能区，具有重要的生态战略地位。该区地势南高北低，平均海拔约1655 m，年均气温约8.3 ℃，干旱少雨，年均降雨量约300 mm，且由东南向西北递减。长期以来，由于其独特

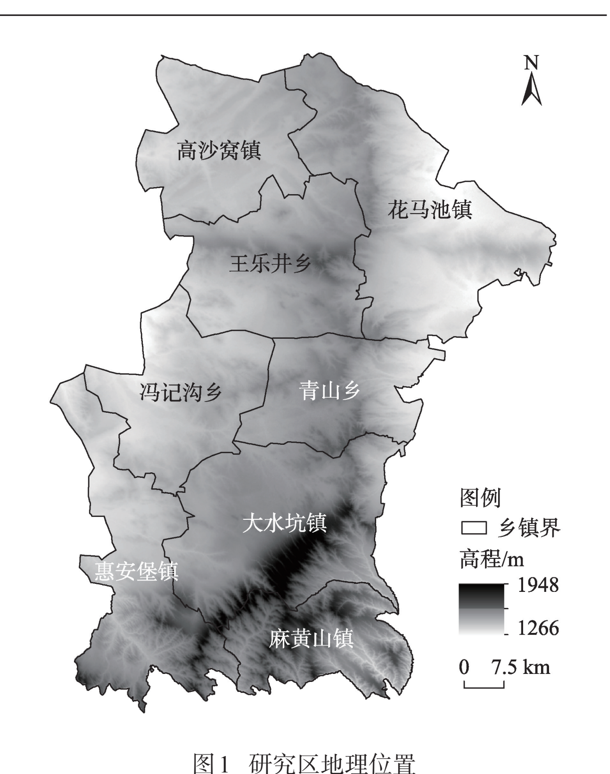


图1 研究区地理位置

Fig. 1 Geographical location of the study area

的自然环境条件和不合理的人类活动，人地关系紧张，土地沙化、盐碱化和植被退化等生态问题严重。截止2020年，全县共辖8个乡(镇)102个行政村，总人口约16.25×10^{4}人，GDP约105.64×10^{8}元，人均GDP约66513元。

2 数据与方法

2.1 数据来源与处理

本文所用数据包括土地利用数据和影响因素数据。其中，2000—2020年土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdcc.cn/)，空间分辨率为30 m，包括耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地6大类型。影响因素数据包括自然因素[高程、坡度、年均气温、年均降水量、归一化植被指数(NDVI)、土壤有机质含量]、社会经济因素(土地利用程度、人为干扰度、GDP和人口密度)和可达性因素(距道路距离、距水域距离和距城镇中心距离)。其中，2000—2020年平均气温和平均降水量数据下载于国家地球系统科学数据中心(http://www.geodata.cn)；DEM和NDVI数据由地理空间数据云平台(http://www.gscloud.cn/)提供；高程和坡度通过DEM数据提取；土地利用程度和人为干扰度参考文献中方法[21-22]进行计算；土壤数据采用中

国科学院南京土壤研究所中国土壤数据库(http://www.issas.ac.cn/)数据；人口密度下载于Worldpop网站(http://www.worldpop.org/)。区域可达性因素数据通过建立缓冲区计算获得。

2.2 研究方法

2.2.1 景观格局分析 景观格局是形状不同、大小各异的景观斑块在特定空间范围上的自由组合和排列的过程，也是景观要素空间异质性及其生态过程相互作用的结果[23]。景观格局指数是景观格局空间信息的数字化表达形式，也是景观格局演变信息的集中体现和高度浓缩[19,23]，通过分析景观格局指数变化，能够揭示景观格局空间演变的特征和规律[24]。参考已有研究[19-25]，基于景观格局指数的生态学含义，选取了7个景观格局指数对研究区景观要素的数量、形状及其空间分布格局等特征进行分析和研究(表1)。

2.2.2 生态风险评价模型 通过借鉴相关研究[7-9,16,26]，采用景观格局指数构建生态风险评价模型，并依据景观生态学原理，按照研究区景观平均斑块面积的2~5倍原则将研究区划分为1790个2 km×2 km的评价单元[26-27]，然后通过土地利用类型面积比重与景观损失度指数构建生态风险指数，其中，景观损失度由景观干扰度和景观脆弱度进行表征和计算[27]。其计算公式为：

$$\mathrm{ERI}_x=\sum_{i=1}^{n}\frac{A_{xi}}{A_x}\times R_i \qquad (1)$$

式中：ERI_x表示第x个评价单元的生态风险指数；A_{xi}表示第x个评价单元中的第i类景观的面积(km^2)；A_x为第x个评价单元的景观总面积(km^2)；R_i为第i类景观的损失度指数。最后采用自然断点法将生态风险划分为低风险区、较低风险区、中等风险区、较高风险区和高风险区5个等级。生态风险指数的构建及其运算过程如表2所示。

2.2.3 地理探测器模型 地理探测器是由王劲峰等[29]创建的一种用于分析地理对象空间异质性并揭示其驱动因素的统计学方法。本研究借助地理探测器模型中的因子探测器探讨影响研究区生态风险空间分异的主要驱动因素[30]，其计算公式为：

$$q=1-\frac{\sum_{h=1}^{L}N_h\sigma_h^2}{N\sigma^2} \qquad (2)$$

式中：q为生态风险影响因素的探测值，$q\in[0, 1]$；h为自变量的分类序号；L为评价单元的总数；N_h和N分别为每个分区和区域内总数目；σ_h^2和σ^2为每个分区方差和区域内生态风险的方差。

3 结果与分析

3.1 土地利用景观格局变化分析

3.1.1 土地利用变化分析 由表3可知，2000—2020年盐池县土地利用结构中草地、耕地分布最广泛，约占总面积的78.9%，其次是未利用地和林地，约占总面积的19.1%，而建设用地和水域面积占比

表1 景观格局指数计算方法

Tab. 1 Calculation methods of landscape pattern indices

景观格局指数	计算公式	含义
斑块数(NP)	$\mathrm{NP}=n_i$	式中：n_i为景观i的斑块数；NP反映了区域景观或不同景观类型的空间分布格局及其破碎化程度。
斑块密度(PD)	$\mathrm{PD}=\frac{A_i}{A}$	式中：A_i为景观i的总面积(km^2)；A为景观总面积(km^2)；PD描述区域景观或不同景观类型空间斑块的破碎程度。
最大斑块指数(LPI)	$\mathrm{LPI}=\frac{A_{max}}{A}$	式中：A_{max}为最大斑块的面积(km^2)；A为景观总面积(km^2)；LPI反映了区域景观中的优势景观类型及其丰富程度，体现了人类活动的强弱程度。
景观形状指数(LSI)	$\mathrm{LSI}=\frac{0.25E}{\sqrt{A}}$	式中：E为研究区景观斑块边界的总长度(km)；A为景观总面积(km^2)；LSI反映了区域景观或不同景观类型的斑块形状结构的复杂性特征。
景观分离度指数(SPLIT)	$\mathrm{SPLIT}=\frac{A^2}{\sum_{i=1}^{n}A_i^2}$	式中：A为景观总面积(km^2)；A_i为景观i的总面积(km^2)；n为斑块数；SPLIT描述不同景观类型斑块的破碎化程度，从而间接地反映了人类干扰的强度对斑块的影响程度。
蔓延度指数(CONTAG)	$\mathrm{CONTAG}=\left\{1+\frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}p_{ij}\ln(p_{ij})}{2\ln m}\right\}$	式中：m为景观类型数；n为斑块数；p_{ij}为随机选择的2个邻近栅格单元是属于i和j的概率；CONTAG描述了区域景观的空间团聚程度及其延展的趋势。
香浓多样性指数(SHDI)	$\mathrm{SHDI}=-\sum_{i=1}(\ln p_i)$	式中：p_i为景观i所占景观总面积的比例(%)；n为景观类型数；SHDI反映了区域景观类型的丰度及其景观多样性特征的变化情况。

表2　生态风险指数计算公式

Tab. 2　Calculation formulas of ecological risk indices

生态风险指数	计算公式	含义
景观破碎度 (C_i)	$C_i=\frac{n_i}{A_i}$	式中：C_i为景观i的破碎度；n_i为景观i的斑块数；A_i为景观i的总面积(km²)。C_i表示景观的破碎化程度，该值越大，说明生态系统稳定性越差。
景观分离度 (F_i)	$F_i=\frac{A}{2A_i}\sqrt{\frac{n_i}{A_i}}$	式中：F_i为景观i的分离度；A为景观总面积(km²)。F_i表示景观i斑块与斑块间的分离程度，该值越大，表明该类景观的斑块空间分布越复杂。
景观分维数 (D_i)	$D_i=\frac{2\ln\left(\frac{Q_i}{4}\right)}{\ln A_i}$	式中：D_i为景观i的分维数；Q_i为景观i的周长(km)。D_i表示斑块或景观i镶嵌体几何形状复杂程度的非整型维数值，$D_i\in[1, 2]$，该值越大，表明景观的斑块结构和变化越复杂。
景观干扰度 (E_i)	$E_i=aC_i+bF_i+cD_i$	式中：E_i为景观干扰度；a、b、c为相应景观指数权重，取值分别为0.5、0.3、0.2。E_i表示人类活动干扰对景观格局的影响程度，该值越大，表明生态系统受人类活动影响就越大，景观稳定性越差。
景观脆弱度 (V_i)	专家咨询法结合归一化获得[28]	景观脆弱度表示景观类型对外界干扰的敏感性程度，该值越大，表明生态风险越高。依据研究区实际情况，结合专家咨询和相关研究进行赋值，并经归一化得到不同类型景观脆弱性指数。
景观损失度 (R_i)	$R_i=E_i+V_i$	景观损失度表示遭到干扰时各类景观受到的生态损失的差异。通过景观干扰度和景观脆弱度综合表征。

表3　2000—2020年盐池县土地利用面积变化

Tab. 3　Change of land use area in Yanchi Country from 2000 to 2020

地类	2000年		2010年		2020年		变化率/%		
	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	2000—2010年	2010—2020年	2000—2020年
耕地	1913.04	29.19	1600.02	24.42	1612.90	24.61	-16.36	0.80	-15.69
林地	338.35	5.16	473.55	7.23	485.26	7.41	39.96	2.47	43.42
草地	3323.85	50.72	3559.53	54.32	3500.67	53.42	7.09	-1.65	5.32
水域	10.15	0.15	15.07	0.23	16.94	0.26	48.47	12.41	66.90
建设用地	77.53	1.18	98.03	1.50	184.48	2.82	26.44	88.19	137.95
未利用地	889.91	13.58	806.63	12.31	752.58	11.48	-9.36	-6.71	-15.43

最小，仅占总面积的2.0%。2000—2020年耕地面积呈下降趋势，共减少300.14 km²，其占比由29.19%下降至24.61%；林地呈快速增加态势，其占比由2000年的5.16%增长至2020年的7.41%，变化率为43.42%；草地面积先增后减，2000—2010年草地面积占比增加3.60%，2010—2020年草地出现小幅萎缩，但下降幅度较小；水域面积持续小幅扩大，由2000年的10.15 km²增加至2020年的16.94 km²，增长幅度66.90%；建设用地面积快速扩张，由2000年的77.53 km²增长至2020年的184.48 km²，增长幅度为137.95%，年均增长率为6.90%。

3.1.2　景观整体特征分析　由表4可知，2000—2020年盐池县斑块数由2969个增加至3394个，增幅为14.31%；斑块密度由0.45块·km⁻²增加至0.52块·km⁻²，增幅为15.56%，说明盐池县景观破碎度增加，破碎化程度日益严重，景观空间格局趋向分散分布。最大斑块指数小幅下降，降幅为0.58%，这说明盐池县的优势斑块类型对景观的控制作用有所弱化。景观形状指数与最大斑块指数变化趋势相反，呈小幅增加态势，增幅为0.65%，表明景观格局的形状变得不规则，趋向于复杂化和多样化的发展模式。香浓多样性指数逐年增加，增幅为4.20%，说明盐池县景观类型日趋丰富且趋向于多样化发展。蔓延度指数与最大斑块指数具有相同的变化趋势，呈小幅下降趋势，降幅为2.30%，这也说明盐池县景观类型的聚集程度降低，空间上呈散布格局，景观破碎度不断加剧，景观抗干扰能力降低。

3.1.3　不同地类景观特征分析　由表5可知，2000—2020年盐池县各地类的斑块数和斑块密度出现不同程度的增减，其中，林地、水域、建设用地和未利用地呈逐年上升趋势，耕地和草地呈现出先减后增的变化态势，表明不同地类的破碎化程度及其变化存在差异。草地最大斑块指数最大，其次是耕地，未利用地和林地最大斑块指数介于1.0~2.2之

表4　2000—2020年景观格局整体变化

Tab. 4　Overall change of landscape pattern from 2000 to 2020

年份	斑块数（NP）	斑块密度（PD）/块·km^{-2}	最大斑块指数（LPI）	景观形状指数（LSI）	香浓多样性指数（SHDI）	蔓延度指数（CONTAG）
2000	2969	0.45	31.05	53.49	1.19	61.42
2010	2918	0.45	31.76	52.04	1.20	61.22
2020	3394	0.52	30.87	53.84	1.24	60.01
变化率/%	14.31	15.56	−0.58	0.65	4.20	−2.30

表5　2000—2020年不同地类景观格局指数变化

Tab. 5　Changes of landscape pattern indices of different land types from 2000 to 2020

景观格局指数	年份	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
斑块数（NP）	2000	1318	272	356	57	377	589
	2010	1209	329	294	80	410	596
	2020	1249	362	337	83	766	604
斑块密度（PD）	2000	0.20	0.04	0.05	0.01	0.06	0.09
	2010	0.18	0.05	0.04	0.01	0.06	0.09
	2020	0.19	0.06	0.05	0.01	0.12	0.09
最大斑块指数（LPI）	2000	19.04	1.09	31.05	0.01	0.05	2.15
	2010	16.81	1.10	31.76	0.03	0.13	1.97
	2020	15.70	1.08	30.87	0.07	0.27	1.83
景观形状指数（LSI）	2000	63.08	26.87	63.21	10.77	25.21	44.49
	2010	61.05	29.88	59.75	12.30	26.36	45.11
	2020	62.17	31.38	60.61	12.47	32.59	45.63
景观分离度指数（SPLIT）	2000	848.28	5528.43	9.09	10475639.59	1061396.15	897.94
	2010	1202.94	4410.68	8.15	4983153.51	335167.77	1853.16
	2020	1129.90	4555.30	7.93	1725770.40	56868.25	2310.38

间，而其余地类最大斑块指数在0~0.3之间波动。各地类的景观形状指数与斑块数具有相同的变化趋势，但变化幅度较小，其中，草地和耕地的形状最为复杂。耕地和未利用地的景观分离度指数呈上升态势，其余地类呈下降态势，其中，建设用地和水域降幅较大，分别为94.64%和83.53%，说明两者景观斑块趋向聚集发展，但其景观分离度指数值较大，表明建设用地和水域景观斑块间的分离程度仍较高。

3.2 生态风险分析

3.2.1 时空演变特征分析　由表6和图2可知，2000—2020年盐池县生态风险呈下降趋势，由0.1465下降至0.1312。从空间分布来看，高风险区主要分布在青山乡、花马池和高沙窝等地区，且有北移的趋势，面积占比下降5.25%；较高风险区主要分布在花马池、王民以及冯记沟和麻黄山乡等地区，面积占比下降24.21%；中等风险区主要分布在冯记沟、大水坑和麻黄山以及王民的东部，面积占比下降5.44%；较低和低风险区逐步向北转移和扩散，主要分布在高沙窝、花马池北部和东部以及大水坑和惠安堡等地区，面积占比分别增加20.79%和14.11%。整体来看，生态风险由以中等和较高风险等级为主逐渐转变为以中等和较低风险等级为主，生态风险程度明显下降，生态环境质量逐步改善，生态系统健康水平显著提高。

3.2.2 生态风险转移特征分析　由表7可知，2000—2020年盐池县不同等级之间转换程度存在较大差异，且主要集中在高等级风险区向低等级风险区的转换，面积共有4428.85 km^2，占总转换面积的92.27%，仅有370.91 km^2的低等级风险区转换为高等级风险区，占转换面积的7.73%。从转换速率来看，中等风险区转换为较低风险区、较高风险区

表6 2000—2020年生态风险区面积变化

Tab. 6 Area changes of ecological risk areas from 2000 to 2020

年份	低风险区		较低风险区		中等风险区		较高风险区		高风险区	
	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%
2000	166.96	2.55	758.26	11.57	2255.94	34.42	2768.63	42.25	603.63	9.21
2010	945.08	14.42	2029.06	30.96	2228.08	34.00	1144.39	17.46	206.81	3.16
2020	1091.77	16.66	2120.90	32.36	1899.01	28.98	1181.99	18.04	259.75	3.96

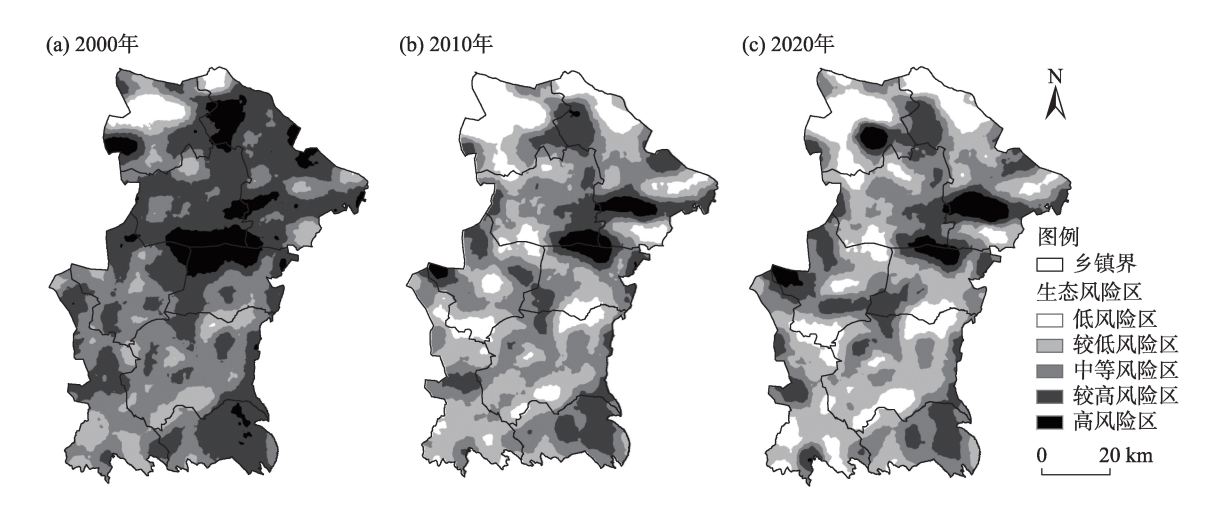


图2 2000—2020年生态风险区空间分布

Fig. 2 Spatial distributions of ecological risk areas from 2000 to 2020

表7 2000—2020年不同等级生态风险区转移过程

Tab. 7 Transfer process of different levels of ecological risk areas from 2000 to 2020

生态风险转移类型	2000—2010年		2010—2020年		2000—2020年	
	转换面积/km²	转换速率/km²·a⁻¹	转换面积/km²	转换速率/km²·a⁻¹	转换面积/km²	转换速率/km²·a⁻¹
低—较低	0.00	0.00	126.32	12.63	3.93	0.39
低—中等	0.00	0.00	28.65	2.86	0.03	0.00
低—较高	0.00	0.00	3.62	0.36	0.00	0.00
低—高	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00
较低—低	341.17	34.12	299.92	29.99	463.24	46.32
较低—中等	6.11	0.61	201.17	20.12	18.00	1.80
较低—较高	4.74	0.47	43.59	4.36	14.99	1.50
较低—高	0.35	0.03	10.02	1.00	6.34	0.63
中等—低	228.61	22.86	5.37	0.54	226.95	22.70
中等—较低	1135.28	113.53	481.79	48.18	1278.13	127.81
中等—较高	38.71	3.87	286.51	28.65	179.02	17.90
中等—高	18.33	1.83	23.10	2.31	51.66	5.17
较高—低	171.40	17.14	0.00	0.00	193.19	19.32
较高—较低	409.17	40.92	38.44	3.84	502.28	50.23
较高—中等	1307.91	130.79	234.43	23.44	1266.21	126.62
较高—高	46.12	4.61	65.43	6.54	96.96	9.70
高—低	36.94	3.69	0.00	0.00	45.39	4.54
高—较低	78.71	7.87	0.00	0.00	80.87	8.09
高—中等	79.05	7.90	3.45	0.34	94.59	9.46
高—较高	266.91	26.69	42.18	4.22	277.99	27.80

转换为中等风险区的转换速率最高，转换速率分别为127.81 $km^2 \cdot a^{-1}$和126.62 $km^2 \cdot a^{-1}$；其次是较高风险区转换为较低风险区、较低风险区转换为低风险区、高风险区转化为较高风险区和中等风险区转换为低风险区，转换速率分别为50.23 $km^2 \cdot a^{-1}$、46.32 $km^2 \cdot a^{-1}$、27.80 $km^2 \cdot a^{-1}$和22.70 $km^2 \cdot a^{-1}$。由此可见，研究区的生态风险主要由高等级风险向低等级风险转移，区域生态风险有所减缓。

3.2.3　*不同景观类型生态风险分析*　由图3可知，2000年耕地以中等风险区为主，面积占比53.41%，2020年则以较高风险区为主，面积占比44.12%，耕地中等和高风险区有所下降，但较高风险区增长了6.12倍，耕地风险程度加剧。林地高风险区面积减少16.14%，低风险区面积增加18.22%，而中等风险区面积呈小幅下降趋势，说明林地风险程度降低。2000年草地主要分布在中等和较高风险区，共占79.16%，2010年和2020年草地主要分布在较低和中等风险区，且高风险区面积降低27.08%，低风险区面积增加41.60%，整体来看草地所在区域的风险程度不断较低。2000年水域主要分布在中等风险区，2020年主要分布在较高风险区，风险程度有所增加，而相关水利设施建设以及建设用地的开发对水域生态的影响是其风险增加的主要原因。建设用地和未利用地始终以中等、较高和高风险区为主，且高风险区面积呈增加态势，这与建设用地规模增加，未利用地的开发利用和存量土地更新密切相关。

3.3　生态风险影响因素分析

由表8可知，研究区生态风险空间分异格局主要受人类社会经济发展的影响，其次是自然环境因素，而区域可达性对其影响程度最小。2000年人为干扰度、土地利用程度和年均降水量的因子贡献率均高于10%，是该时期景观风险的主要影响因子；2010年和2020年社会经济因素影响作用不断增强，而自然因素影响力呈现不同程度下降，其中年均降水量变化最为显著，这可能与2010年该地区的持续干旱密切相关。而区域可达性因素对生态风险的贡献率低于4%，说明其对生态风险空间分异的解释力较弱，这与研究区景观类型面积的空间分布有关，因为建设用地仅占总面积的2.82%。整体来看，随社会需求的增长，人类活动的加剧，自然因素影响作用不断弱化，而社会经济与区域可达性因素的影响作用不断增强。

4　讨 论

土地利用与景观格局变化是半干旱区生态环境演变的具体表现，对支撑地区经济社会发展和维护区域生态安全具有重要作用[21]，如何在这一演

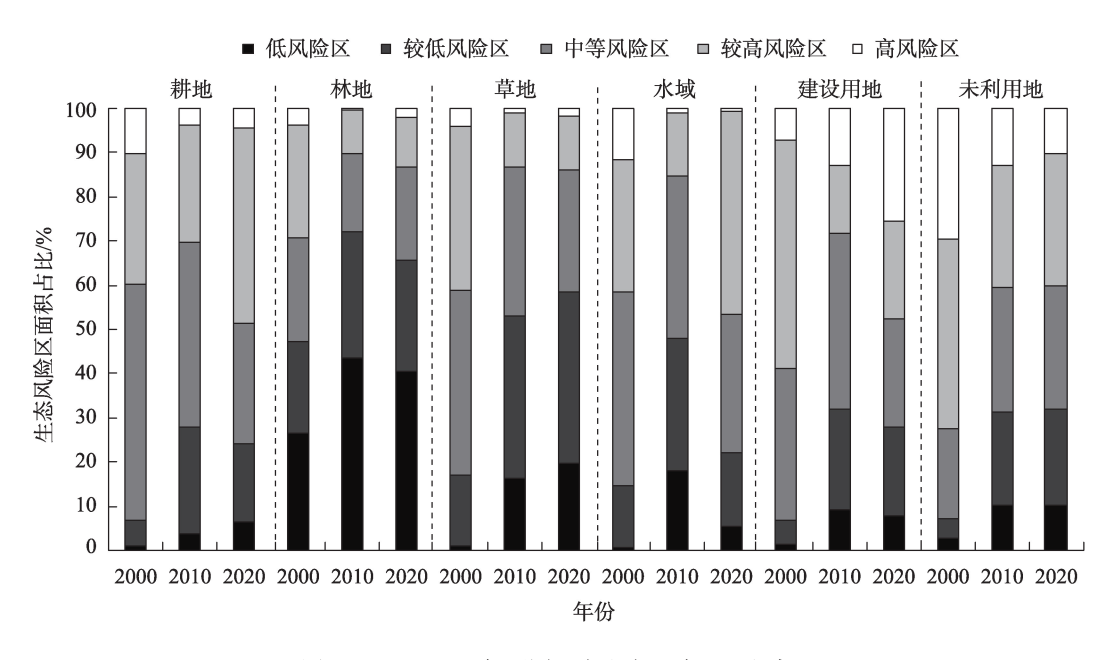


图3　2000—2020年不同地类生态风险区面积占比

Fig. 3　Area proportion of ecological risk areas of different land types from 2000 to 2020

表8　生态风险空间分异影响因素探测值

Tab. 8　Detected value of influencing factors of ecological risk spatial differentiation

影响因素	影响因子	贡献率/%		
		2000年	2010年	2020年
自然	高程	6.86	5.96	5.28
	坡度	3.06	3.09	3.08
	年均降水量	10.79	7.29	8.15
	年均气温	5.06	4.86	6.29
	归一化植被指数(NDVI)	4.29	3.75	4.01
	土壤有机质含量	3.43	3.09	3.28
社会经济	土地利用程度	14.36	13.79	15.22
	人为干扰度	24.56	26.49	29.67
	人均GDP	5.46	6.82	8.77
	人口密度	3.42	3.87	3.72
区域可达性	距道路距离	2.75	3.07	3.98
	距水域面积	1.47	1.69	1.55
	距城镇中心距离	2.16	3.09	3.06

变中实现人地系统协调发展、维系生态系统稳定性是半干旱区生态风险评价与管理者共同努力的目标[19,31]。盐池县是我国典型的农牧交错区和生态脆弱区，土地利用变化对其影响极为敏感。2000—2020年盐池县土地利用变化主要发生在耕地、林地、草地和未利用地之间，且林地和草地面积增加，耕地和未利用地面积下降，这与黄越等[23]、杨亚芳等[32]研究结果一致。一方面受社会经济发展和自然条件制约，耕地、林地、草地和未利用地分布广泛；另一方面国家退耕政策、生态立区战略以及封山禁牧政策、草地恢复和保育工程的实施不断促进和改变着盐池县土地利用格局。

景观格局反映了自然条件和人类活动对生态系统的影响方式与程度。盐池县斑块数、斑块密度和景观形状指数增加，蔓延度指数下降，说明景观格局趋向于破碎化、复杂化和分散化方向发展，这与程琳琳等[19]研究结论一致，但与刘淑琴等[33]、张晓东等[34]研究结果不同，这可能是由于研究时段不同以及采用的研究区行政范围面积不同所导致的。盐池县生态风险程度降低，空间上呈北高南低的分布格局，这与黄越等[23]从生态脆弱性视角得到的结论一致，盐池县从北到南海拔和降水增加、温度降低，景观类型由未利用地、建设用地和草地逐渐向林地、草地和耕地过渡，生态风险程度随之降低。2000—2010年生态风险等级发生巨大变化，主要表现为较高风险区向中等风险区以及中等风险区向较低风险区转移，生态风险增加区域呈零散状分布。2010—2020年，高和较高等级风险区面积共减少318.5 km^2，说明盐池县生态环境质量持续改善。生态风险程度与景观类型及其空间分布格局密切相关[26]。盐池县高等级风险区主要分布在未利用地和建设用地广布的北部地区，而低等级风险区主要分布在林地、草地和耕地广布的南部地区，这与巩杰等[35]、黄木易等[36]、刘世梁等[37]在白龙江、巢湖和红河流域等不同生态区的研究结果一致，但与吕乐婷等[38]研究结果不同，其主要原因是建设用地的集中分布，使得景观损失度较低，生态风险随之降低。

本文基于格局与过程的耦合关联视角，通过景观格局指数构建生态风险评价模型揭示了盐池县生态风险时空演变特征，研究结果与盐池县生态环境相吻合，说明景观生态风险能够较好地反映人类活动对生态系统的影响。半干旱区是一个复杂的综合体，其生态系统受多种因素的复合影响，基于景观生态学视角虽可客观反映区域生态风险，但难以表征区域自然灾害与人为干扰等因素对生态风险的影响[3]。因此，未来需要加强区域环境变化与人类活动对生态风险的影响研究，明确其作用机制，为半干旱区生态风险消减及生境恢复提供科学依据。

5 结 论

基于土地利用数据，通过构建生态风险模型，结合地统计分析和地理探测器模型对半干旱区景观格局变化及其生态风险时空演变格局与影响因素进行综合研究，得到以下结论：

（1）2000—2020年草地和耕地是盐池县的主要土地利用类型，土地利用结构整体呈现出建设用地快速扩张、耕地萎缩、林地和草地增加及水域扩大的特征。受自然环境和人类活动干扰影响，景观格局整体趋向于破碎化、复杂化和分散化方向发展。

（2）2000—2020年盐池县生态风险指数由0.1465下降至0.1312，生态风险由以中等和较高风险为主转变为以中等和较低风险为主，生态风险程度有所下降，空间上呈现出北高南低的分布格局。

（3）盐池县生态风险空间分异主要受人为干扰因素、土地利用程度、年均降水量、GDP、高程和年均气温等因子的影响，且随着社会需求的增长，人类活动的加剧，自然因素的影响逐渐弱化，社会经济与区域可达性因素的影响不断增强。

参考文献（References）

[1] 崔佳, 臧淑英. 哈大齐工业走廊土地利用变化的生态环境效应[J]. 地理研究, 2013, 32(5): 848-856. [Cui Jia, Zang Shuying. Regional disparities of land use changes and their eco-environmental effects in Harbin-Daqing-Qiqihar Industrial Corridor[J]. Geographical Research, 2013, 32(5): 848-856.]

[2] 刘永强, 廖柳文, 龙花楼, 等. 土地利用转型的生态系统服务价值效应分析——以湖南省为例[J]. 地理研究, 2015, 34(4): 691-700. [Liu Yongqiang, Liao Liuwen, Long Hualou, et al. Effects of land use transitions on ecosystem services value: A case study of Hunan Province[J]. Geographical Research, 2015, 34(4): 691-700.]

[3] 刘迪, 陈海, 耿甜伟, 等. 基于地貌分区的陕西省区域生态风险时空演变[J]. 地理科学进展, 2020, 39(2): 243-254. [Liu Di, Chen Hai, Geng Tianwei, et al. Spatiotemporal changes of regional ecological risks in Shaanxi Province based on geomorphologic regionalization[J]. Progress in Geography, 2020, 39(2): 243-254.]

[4] 王帅, 傅伯杰, 武旭同, 等. 黄土高原社会-生态系统变化及其可持续性[J]. 资源科学, 2020, 42(1): 96-103. [Wang Shuai, Fu Bojie, Wu Xutong, et al. Dynamics and sustainability of social-ecological systems in the Loess Plateau[J]. Resources Science, 2020, 42(1): 96-103.]

[5] 彭建, 杜悦悦, 刘焱序, 等. 从自然区划、土地变化到景观服务：发展中的中国综合自然地理学[J]. 地理研究, 2017, 36(10): 1819-1833. [Peng Jian, Du Yueyue, Liu Yanxu, et al. From natural regionalization, land change to landscape service: The development of integrated physical geography in China[J]. Geographical Research, 2017, 36(10): 1819-1833.]

[6] Forbes V E, Calow P. Developing predictive systems models to address complexity and relevance for ecological risk assessment[J]. Integrated Environmental Assessment Management, 2013, 9(3): e75-e80.

[7] 熊鹰, 汪敏, 袁海平, 等. 洞庭湖区景观生态风险评价及其时空演化[J]. 生态环境学报, 2020, 29(7): 1292-1301. [Xiong Ying, Wang Min, Yuan Haiping, et al. Landscape ecological risk assessment and its spatio-temporal evolution in Dongting Lake area[J]. Acta Eco-Environmental Sciences, 2020, 29(7): 1292-1301.]

[8] 汪翡翠, 汪东川, 张利辉, 等. 京津冀城市群土地利用生态风险的时空变化分析[J]. 生态学报, 2018, 38(12): 4307-4316. [Wang Feicui, Wang Dongchuan, Zhang Lihui, et al. Spatiotemporal analysis of the dynamic changes in land use ecological risks in the urban agglomeration of Beijing-Tianjin-Hebei region[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(12): 4307-4316.]

[9] 何莎莎, 李欣, 何春龙, 等. 基于土地利用变化的扬州市广陵区景观生态风险评价[J]. 南京师大学报(自然科学版), 2019, 42(1): 139-148. [He Shasha, Li Xin, He Chunlong, et al. Landscape ecological risk assessment in Guangling District of Yangzhou City based on land use change[J]. Journal of Nanjing Normal University (Natural Science Edition), 2019, 42(1): 139-148.]

[10] 彭建, 党威雄, 刘焱序, 等. 景观生态风险评价研究进展与展望[J]. 地理学报, 2015, 70(4): 664-677. [Peng Jian, Dang Weixiong, Liu Yanxu, et al. Review on landscape ecological risk assessment[J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(4): 664-677.]

[11] 曹祺文, 张曦文, 马洪坤, 等. 景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架: ESRISK[J]. 地理学报, 2018, 73(5): 843-855. [Cao Qiwen, Zhang Xiwen, Ma Hongkun, et al. Review of landscape ecological risk and an assessment framework based on ecological services: ESRISK[J]. Acta Geographica Sinica, 2018, 73(5): 843-855.]

[12] 周启刚, 张晓媛, 王兆林. 基于正态云模型的三峡库区土地利用生态风险评价[J]. 农业工程学报, 2014, 30(23): 289-297. [Zhou Qigang, Zhang Xiaoyuan, Wang Zhaolin. Land use ecological risk evaluation in Three Gorges Reservoir Area based on normal cloud model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2014, 30(23): 289-297.]

[13] Kanwar P, Bowden W B, Greenhalgh S. A regional ecological risk assessment of the Kaipara Harbour, New Zealand, using a relative risk model[J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2015, 21(4): 1123-1146.

[14] 刘焱序, 王仰麟, 彭建, 等. 基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价[J]. 地理学报, 2015, 70(7): 1052-1067. [Liu Yanxu, Wang Yanglin, Peng Jian, et al. Urban landscape ecological risk assessment based on the 3D framework of adaptive cycle[J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(7): 1052-1067.]

[15] 郑度, 吴绍洪, 尹云鹤, 等. 全球变化背景下中国自然地域系统研究前沿[J]. 地理学报, 2016, 71(9): 1475-1483. [Zheng Du, Wu Shaohong, Yin Yunhe, et al. Frontiers in terrestrial system research in China under global change[J]. Acta Geographica Sinica, 2016, 71(9): 1475-1483.]

[16] 康紫薇, 张正勇, 位宏, 等. 基于土地利用变化的玛纳斯河流域景观生态风险评价[J]. 生态学报, 2020, 40(18): 6472-6485. [Kang Ziwei, Zhang Zhengyong, Wei Hong, et al. Landscape ecological risk assessment in Manas River Basin based on land use change[J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(18): 6472-6485.]

[17] 景培清, 张东海, 艾泽民, 等. 基于格局-过程生态适应性循环三维框架的自然景观生态风险评价——以黄土高原为例[J]. 生态学报, 2021, 41(17): 7026-7036. [Jing Peiqing, Zhang Donghai, Ai Zemin, et al. Natural landscape ecological risk assessment based on the three-dimensional framework of pattern-process ecological adaptability cycle: A case in Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(17): 7026-7036.]

[18] 傅微, 吕一河, 傅伯杰, 等. 陕北黄土高原典型人类活动影响下景观生态风险评价[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(3): 290-299. [Fu Wei, Lü Yihe, Fu Bojie, et al. Landscape ecological risk assessment under the influence of typical human activities in Loess Plateau, northern Shaanxi[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(3): 290-299.]

[19] 程琳琳, 刘华, 刘焱序. 半干旱区县域景观格局变化轨迹识别——以宁夏盐池县为例[J]. 自然资源学报, 2019, 34(5): 1066-1078. [Cheng Linlin, Liu Hua, Liu Yanxu. Track the county level landscape pattern change in semiarid region: A case study in Yanchi County, Ningxia, northwest China[J]. Journal of Natural Resources, 2019, 34(5): 1066-1078.]

[20] 夏翠珍, 周立华, 廖杰. 等. 生态治理政策工具对农户行为影响差异研究——以宁夏盐池县为例[J]. 生态学报, 2021, 41(23): 9253-9265. [Xia Cuizhen, Zhou Lihua, Liao Jie. et al. Difference effects of policy instruments of ecological governance on farmers' behaviors: A case study of Yanchi County[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(23): 9253-9265.]

[21] 王鹏, 王亚娟, 刘小鹏, 等. 干旱区生态移民土地利用景观格局变化分析——以宁夏红寺堡区为例[J]. 干旱区资源与环境, 2018, 32(12): 69-74. [Wang Peng, Wang Yajuan, Liu Xiaopeng, et al. Change of land use and landscape pattern in ecological resettlement area in central Ningxia[J]. Arid Land Resources and Environment, 2018, 32(12): 69-74.]

[22] 李理, 朱连奇, 朱博文, 等. 生态系统服务价值与人类活动强度关联性分析及权衡——以七河流域为例[J]. 中国环境科学, 2020, 40(1): 365-374. [Li Li, Zhu Lianqi, Zhu Bowen, et al. The correlation between ecosystem service value and human activity intensity and its trade-offs: Take Qihe River Basin for example[J]. China Environmental Science, 2020, 40(1): 365-374.]

[23] 黄越, 程静, 王鹏. 中国北方农牧交错区生态脆弱性时空演变格局与驱动因素——以盐池县为例[J]. 干旱区地理, 2021, 44(4): 1175-1185. [Huang Yue, Cheng Jing, Wang Peng. Spatiotemporal evolution pattern and driving factors of ecological vulnerability in agro-pastoral region in northern China: A case of Yanchi County in Ningxia[J]. Arid Land Geography, 2021, 44(4): 1175-1185.]

[24] 韩鑫, 刘传胜, 胡江玲, 等. 新疆天山自然遗产地景观格局动态演化及其生态健康评价[J]. 干旱区地理, 2019, 42(1): 195-205. [Han Xin, Liu Chuansheng, Hu Jiangling, et al. Dynamic evolution of landscape pattern and ecological health assessment of Tianshan Natural Heritage Site in Xinjiang[J]. Arid Land Geography, 2019, 42(1): 195-205.]

[25] 曾红霞, 赵成章, 王毓芳, 等. 盐池湾高寒湿地景观格局演变及其影响因素[J]. 干旱区研究, 2021, 38(6): 1771-1781. [Zeng Hongxia, Zhao Chengzhang, Wang Yufang, et al. Landscape pattern evolution and its influencing factors of alpine wetland in Yanchi Bay[J]. Arid Zone Research, 2021, 38(6): 1771-1781.]

[26] 王鹏, 王亚娟, 刘小鹏, 等. 基于景观结构的生态移民安置区生态风险评价——以宁夏红寺堡区为例[J]. 生态学报, 2018, 38(8): 2672-2682. [Wang Peng, Wang Yajuan, Liu Xiaopeng, et al. Ecological risk assessment of an ecological migrant resettlement region based on landscape structure: A case study of Hongsibu in Ningxia[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(8): 2672-2682.]

[27] 刘希朝, 李效顺, 蒋冬梅. 基于土地利用变化的黄河流域景观格局及生态风险评估[J]. 农业工程学报, 2021, 37(4): 265-274. [Liu Xichao, Li Xiaoshun, Jiang Dongmei. Landscape pattern identification and ecological risk assessment using land-use change in the Yellow River Basin[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021, 37(4): 265-274.]

[28] 张学斌, 石培基, 罗君, 等. 基于景观格局的干旱内陆河流域生态风险分析——以石羊河流域为例[J]. 自然资源学报, 2014, 29(3): 410-419. [Zhang Xuebin, Shi Peiji, Luo Jun, et al. The ecological risk assessment of arid inland river basin at the landscape scale: A case study on Shiyang River Basin[J]. Journal of Natural Resources, 2014, 29(3): 410-419.]

[29] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望[J]. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134. [Wang Jinfeng, Xu Chengdong. Geographic detectors: Principles and prospects[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(1): 116-134.]

[30] 孙丽蓉, 周冬梅, 岑国璋, 等. 基于地理探测器模型的疏勒河流域景观生态风险评价及驱动因素分析[J].干旱区地理, 2021, 44(5): 1384-1395. [Sun Lirong, Zhou Dongmei, Cen Guozhang, et al.

Landscape ecological risk assessment and driving factors of the Shule River Basin based on the geographic detector model[J]. Arid Land Geography, 2021, 44(5): 1384−1395.]

[31] 王敏, 胡守庚, 张绪冰, 等. 干旱区绿洲城镇景观生态风险时空变化分析——以张掖绿洲乡镇为例[J]. 生态学报, 2022, 42(14): 1−13. [Wang Min, Hu Shougeng, Zhang Xubing, et al. Spatio-temporal evolution of landscape ecological risk in oasis cities and towns of arid area: A case study of Zhangye oasis township[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(14): 1−13.]

[32] 杨亚芳, 何杰, 刘振沧, 等. 宁夏盐池县土地利用转型的生态系统服务价值评估[J]. 石河子大学学报(自然科学版), 2021, 39(6): 720−726. [Yang Yafang, He Jie, Liu Zhencang, et al. Evaluation of ecosystem service value of land use transformation in Yanchi County of Ningxia[J]. Journal of Shihezi University (Natural Science Edition), 2021, 39(6): 720−726.]

[33] 刘淑琴, 王荣女, 夏朝宗, 等. 土地利用变化对盐池县碳储量及其价值影响[J]. 干旱区研究, 2018, 35(2): 486−492. [Liu Shuqin, Wang Rongnv, Xia Chaozong, et al. Effects of land use change on carbon reserve and carbon sink value in Yanchi County[J]. Arid Zone Research, 2018, 35(2): 486−492.]

[34] 张晓东, 刘湘南, 赵志鹏, 等. 基于Landsat影像的宁夏盐池县植被景观格局变化特征[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2018, 46(6): 75−84. [Zhang Xiaodong, Liu Xiangnan, Zhao Zhipeng, et al. Characteristic changes of landscape pattern in Yanchi, Ningxia based on Landsat image[J]. Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition), 2018, 46(6): 75−84.]

[35] 巩杰, 谢余初, 赵彩霞, 等. 甘肃白龙江流域景观生态风险评价及其时空分异[J]. 中国环境科学, 2014, 34(8): 2153−2160. [Gong Jie, Xie Yuchu, Zhao Caixia, et al. Landscape ecological risk assessment and its spatiotemporal variation of Bailong watershed, Gansu[J]. China Environmental Science, 2014, 34(8): 2153−2160.]

[36] 黄木易, 何翔. 近20年来巢湖流域景观生态风险评估与时空演化机制[J]. 湖泊科学, 2016, 28(4): 785−793. [Huang Muyi, He Xiang. Landscape ecological risk assessment and its mechanism in Chaohu Basin during the past almost 20 years[J]. Lake Science, 2016, 28(4): 785−793.]

[37] 刘世梁, 刘琦, 张兆苓, 等. 云南省红河流域景观生态风险及驱动力分析[J]. 生态学报, 2014, 34(13): 3728−3734. [Liu Shiliang, Liu Qi, Zhang Zhaoling, et al. Landscape ecological risk and driving force analysis in Red River Basin[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(13): 3728−3734.]

[38] 吕乐婷, 张杰, 孙才志, 等. 基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估[J]. 生态学报, 2018, 38(16): 5952−5960. [Lü Leting, Zhang Jie, Sun Caizhi, et al. Landscape ecological risk assessment of Xi River Basin based on land-use change[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(16): 5952−5960.]

Geographical exploration of the spatial and temporal evolution of ecological risk and its influencing factors in semi-arid regions: A case of Yanchi County in Ningxia

CHENG Jing[1], WANG Peng[2], CHEN Hongxiang[1], HAN Yonggui[1]

(1. School of Politics and History, Ningxia Normal University, Guyuan 756000, Ningxia, China;

2. School of Geography Science and Planning, Ningxia University, Yinchuan 750021, Ningxia, China)

Abstract: As well as being one of the most sensitive regions to global changes induced by human activities, semiarid regions are characterized by drought and low rainfall, sparse vegetation, and extremely fragile ecological environments. It is therefore of great theoretical and practical significance to optimize the landscape pattern of semiarid regions, prevent and manage ecological risks, and promote sustainable and high-quality development via in-depth exploration of the changing laws of landscape patterns in semiarid regions, and clarifying the temporal and spatial evolution characteristics and influencing factors of ecological risks. This study considers Yanchi County in Ningxia, China based on the land use data taken from 2000 to 2020, and uses the landscape pattern index to construct an ecological risk assessment model. Comprehensive research is undertaken on the temporal and spatial evolution of ecological risks and the factors that influence such risks. The results show that: (1) From 2000 to 2020, the area of cultivated land and unused land in Yanchi County decreased; all other land use types showed an increase over this time period. The construction land was seen to have increased the fastest, with an average annual growth rate of 6.90%. The overall land use data shows a rapid expansion in the proportion of construction land, a reduction in the area of cultivated land, an increase in forest and grassland, and an increase in the land area covered by water. (2) From 2000 to 2020, affected by the disturbances to the natural environment and human activities, the number of landscape patches, patch density, landscape shape index and Shannon's diversity index in Yanchi County increased; in the same period, the largest patch index and spread index decreased, indicating that the landscape became increasingly fragmented and an increase in the complexity and decentralization of land use occurred. (3) From 2000 to 2020, the ecological risk index of Yanchi County decreased from 0.1465 to 0.1312, in which the proportion of higher, high and moderate risk areas decreased by 5.25%, 24.21% and 5.44%, respectively, while the proportion of lower and low risk areas increased by 14.11% and 20.79%, respectively. The distribution pattern of the ecological risk index is high in the north and low in the south. (4) With increasing social demand and the intensification of human activities, the influence of natural factors on the spatial pattern of ecological risks has gradually weakened, whereas the influence of social and economic factors has continued to increase.

Key words: landscape pattern; ecological risk; temporal and spatial evolution; geographic detector; semi-arid regions